Dinámica de las variables físicas y químicas durante el proceso de desecación de una laguna litoral (Salobrar de Campos, Mallorca)

Jaume MAS y Gabriel MOYÀ

SHNB

SOCIETAT D'HISTÒRIA NATURAL DE LES BALEARS

Mas J. y Moyà G. 1992. Dinámica de las variables físicas y químicas durante el proceso de desecación de una laguna litoral (Salobrar de Campos, Mallorca). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears,* 35: 111-126 ISSN 0212-260X. Palma de Mallorca.

Se ha estudiado la dinámica de un conjunto de variables físicas y químicas en una laguna litoral somera (Salobrar de Campos, SE de Mallorca) a lo largo del proceso de desecación. La naturaleza salina del substrato de la laguna se pone de manifiesto en la elevada conductividad del agua, altamente relacionada de forma positiva con la concentración de cloruro. Ambas variables incrementan mientras transcurre el proceso de desecación hasta dar aguas hiperhalinas. La reserva alcalina, el pH y el oxígeno muestran un patrón de variación que debe relacionarse con la actividad de los organismos. La concentracion de fósforo reactivo soluble aumenta a lo largo del tiempo, su evolución parece ir ligada a la disminución del oxígeno disuelto y a la redisolución del calcio desde el sedimento.
Palabras clave: *laguna litoral, desecación, salinidad, reserva alcalina, oxigeno, fósforo reactivo soluble (SRP).*

DYNAMICS OF PHYSICAL AND CHEMICAL VARIABLES DURING THE DESSICATION OF A COASTAL LAGOON (SALOBRAR DE CAMPOS, MALLORCA). The dynamics of a set of physico chemical variables from a shallow coastal lagoon (Salobrar de Campos, SE Mallorca) has been followed during its seasonal dessication. The high water conductivity, closely correlated with chloride concentration, reflect the saline nature of the lagoon substratum. Both variables increase with dessication resulting in hypersaline waters. The alkaline reserve, pH and oxygen concentration follow a pattern of variation supposedly related to the activity of indwelling biota. Reactive phosphorus concentration increases through time, its evolution apparently being linked with a reduction in dissolved oxygen as well as with Ca redissolution from the sediment.
Keywords: *coastal lagoons, dessication, salinity, alkalinity, oxygen, soluble reactive phosphorus (SRP).*

Jaume MAS y Gabriel MOYÀ . Dpt. de Biologia Ambiental. Àrea d'Ecologia. Universitat de les Illes Balears. Ctra. Valldemossa, km 7.5, 07071, Palma de Mallorca.

Recepció del manuscrit, 30-*set*-92. *Revisió acceptada,* 04-*nov*-92

Introducción

Los humedales costeros (Delta del Ebro, La Camargue, Doñana, Albufera de Mallorca, etc.) son zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y marinos. Debido a su ubicación al final de las cuencas de drenaje, las zonas litorales actúan como lugar de acúmulo y sedimentación de los materiales procedentes del continente; el enriquecimiento en nutrientes esenciales como el fósforo y el nitrógeno, tanto en el agua como en el sedimento, determina que la producción primaria sea elevada. La incidencia del mar sobre las zonas litorales se traduce en un incremento de la salinidad, factor que actúa como modulador de la composición de las comunidades que colonizan estos sistemas.

Estas particularidades, unidas a las que se derivan del régimen hidráulico (una propiedad general de estos ambientes son las amplias fluctuaciones estacionales) confieren a las zonas húmedas litorales una relevancia especial en el ámbito de la ecología acuática.

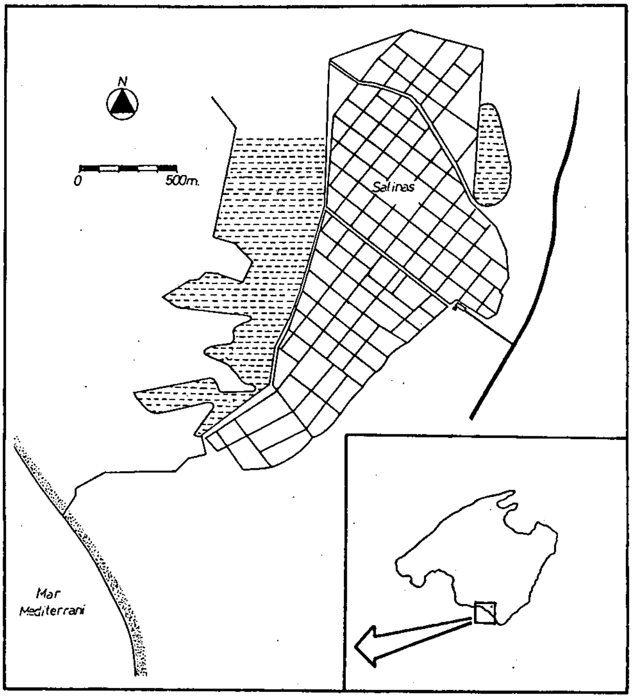


Fig. 1. Situación del Salobrar de Campos (Mallorca) y ubicación de las lagunas (zona rayada) en Noviembre de 1989. El área de estudio se halla al oeste de las salinas.
Location of the Salobrar de Campos (Mallorca), showing the lagoons (stripped area) in November 1969. The study site is west of the salt ponds.

Muchas de estas características han sido estudiadas en diferentes trabajos realizados sobre los humedales costeros del Mediterráneo (Sechi, 1983; Comín, 1984; Quintana i Comín, 1989; Khalil, 1990; Picot *et al.*, 1990). En Mallorca la superficie ocupada por estos sistemas es de 2.700 Ha (Amengual, 1991). Algunos de ellos han sido estudiados con detalle y existe una amplia bibliografía tanto sobre aspectos geográficos (Barceló i Mayol, 1980), como sobre aspectos limnológicos (Martínez *et al.*, 1985; Ramón *et al.*, 1986; Martínez *et al.*, 1987; Martínez, 1988) y sobre diferentes impactos a los que se ven sometidos (Martínez *et al.*, 1986; Forteza *et al.*, 1988).

El presente trabajo se ha realizado en el Salobrar de Campos, zona húmeda litoral situada al SE de Mallorca. El objetivo del estudio ha sido analizar los cambios que se producen en las características fisicoquímicas del medio acuático desde el momento en que se inundó una de las lagunas situadas en la zona, hasta su total desecación. El mismo supone la primera aportación sobre la dinámica estacional de las propiedades del agua de esta laguna costera de caracter temporal. Trabajos anteriores sobre la misma zona litoral habían tenido como objetivo aspectos muy generales sobre la ecología (Mateu *et al.*, 1981), botánicos (Arrondo *et al.*, 1990; Gil i Llorens, 1990), o pedagógicos y paisajísticos (Llabrés *et al.*, 1989).

Area de estudio

El Salobrar de Campos, situado en el extremo SE de Mallorca (Fig. 1), se originó como consecuencia de los procesos de cierre y colmatación de una antigua bahía. Se asienta sobre depósitos del Terciario (Neógeno) de origen marino y terrígeno, recubiertos por materiales cuaternarios. El Salobrar se halla asociado a la cuenca hidrográfica de Campos-Llucmajor, procediendo los aportes superficiales de agua a la zona húmeda básicamente de las precipitaciones (Servicio Hidráulico de Baleares, 1987) y del mar a través del canal de alimentación de las salinas.

El clima de la zona reune dos características extremas dentro de la climatología de Mallorca: la precipitación media anual se halla por debajo de los 500 mm y las temperaturas medias de invierno pueden ser inferiores a los 10°C. La causa de estas condiciones es la propia estructura geomorfológica del Salobrar: relieves suaves lo rodean por completo, y una barra dunar cierra la parte que está en contacto con el mar, protegiéndolo de los vientos húmedos. Durante el invierno el aire frío queda atrapado en la depresión, lo que origina fuertes heladas. Por otra parte, su localización en la parte meridional de la Isla y su escasa altitud favorecen las altas temperaturas diurnas. Ello determina importantes contrastes entre las temperaturas extremas, principalmente durante los meses de invierno. La temperatura media anual se sitúa ente los 16°C y los 17°C (Guijarro, 1986).

La estructura actual del Salobrar de Campos queda dividida en dos zonas, las salinas construidas en la década de los cincuenta, y la zona húmeda propiamante dicha (Fig. 1). Esta última permanece seca durante todo el verano, pero con las lluvias de finales de verano y principio de otoño se forman lagunas más o menos delimitadas y de escasa profundidad. Los suelos sobre los que se asientan las lagunas son de tipo salino y las comunidades

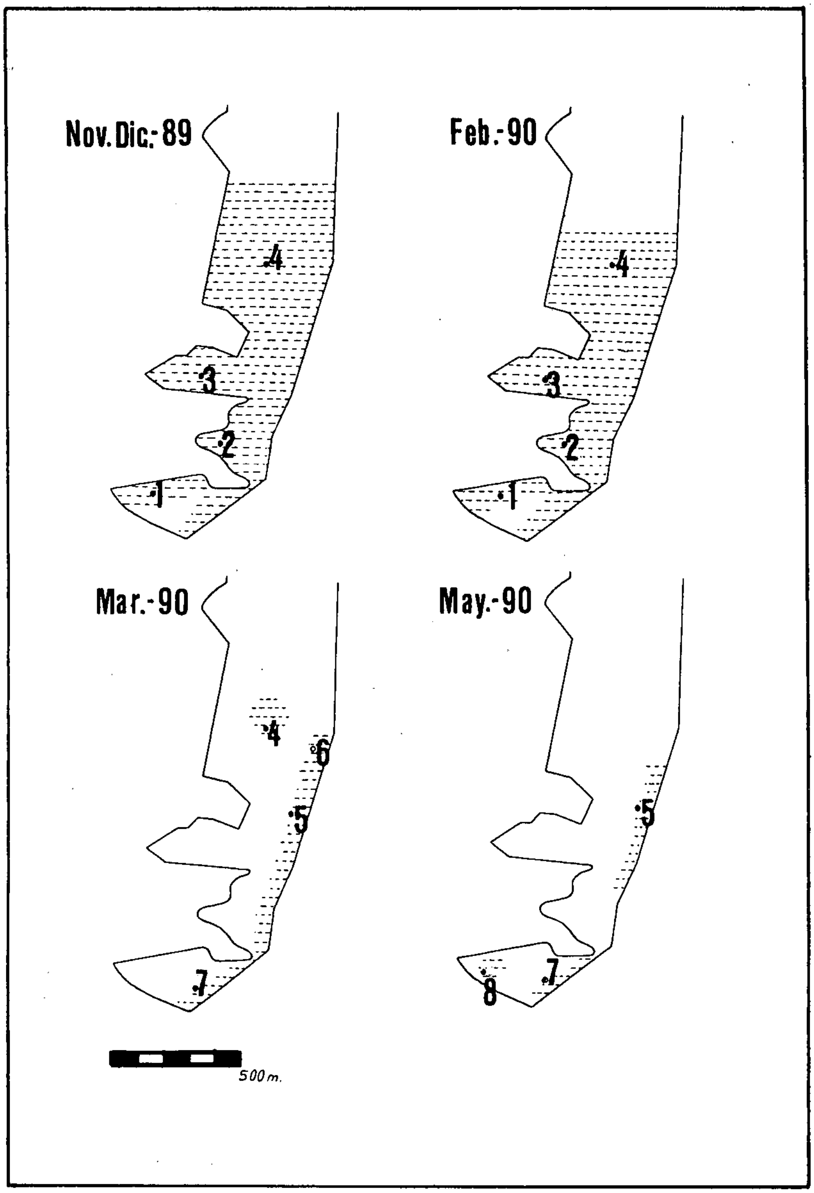


Fig. 2. Evolución de la superficie inundada (zona rayada) y localización de las estaciones de muestreo.
Evolution of the flooded area (stripped area) and location of the sampling stations.

vegetales características de la zona están compuestas básicamente por diferentes especies de salicornias (*Arthrocnemum glaucum, A. fruticosum*) y de juncos (*Juncus maritimus, J. acutus, Schoenus nigricans*) (Arrondo *et al.*, 1990).

En Septiembre de 1989 se produjeron lluvias de carácter torrencial en el Levante mallorquín. El día 6 se registraron 103 mm en la estación metereológica de Salines de LLevant, Campos. Ante la posiblidad de que el proceso de desecación fuese más lento de lo normal dado el volumen de agua acumulado, se inició el estudio de la zona situada al oeste de las salinas (Fig. 1). La misma tenía una superficie inicial de 3.2 Ha, una profundidad máxima de 1 m, la profundidad media no superaba los 50 cm, y no estaba comunicada directamente con el mar. La evolución de la zona inundada a lo largo del período de estudio queda patente en la Fig. 2; el volumen mensual de precipitaciones osciló entre los 95 mm en el mes de Abril y la ausencia de precipitaciones en el mes de Febrero (Instituto Nacional de Metereología 1989-1990).

Material y métodos

La zona de estudio fue muestreada con una frecuencia mensual o bimensual entre Noviembre de 1989 y Mayo de 1990. Se establecieron un total de ocho estaciones, su ubicación y la época de muestreo tuvo que ir variando en función de la dinámica de desecación de la laguna (Fig. 2). Las muestras, recogidas entre las 10 h y las 13 h, a una profundidad que varió entre los 10 y 50 cm, evitando recoger particulas de sedimento, eran tratadas con unas gotas de cloroformo y posteriormente filtradas a traves de filtros Whatman GF/C. Las muestras para la determinación del oxígeno disuelto se recogían en frascos Winkler.

La temperatura y el pH se midieron *in situ*, con un termómetro Crison T-637 y un pH-metro Crison 503. La conductividad era determinada con un conductímetro Radiometer CDM 2f y referida a la temperatura de 20°C. La alcalinidad total realizada sobre muestras no filtradas, cloruro, calcio, magnesio, fosfato (SRP), nitrito, silicato (SRSi) y oxígeno fueron determinados según los métodos habituales de los trabajos de limnología (Golterman *et al.*, 1978; Rodier, 1981; Margalef, 1983).

Resultados y discusión

a) Temperatura

La diferencia entre los valores extremos de la temperatura del agua (Tabla 1) fue de 10.02°C. Esta amplitud térmica es consecuencia de las condiciones climáticas de la zona. Ya se ha comentado que durante los meses de invierno, bajo determinadas condiciones atmosféricas, las temperaturas diurnas pueden ser muy altas; esto se observa en el mes de Febrero, momento en el que se obtuvo la temperatura máxima, 22.5°C, y también el valor medio más alto del período de estudio, 19.54°C. Por contra, la temperatura mínima, 12.3°C y la temperatura media más baja, 14.43°C, corespondió al mes de Marzo. Estas importantes diferencias se corresponden perfectamente con los registros de la temperatura atmosférica de cada uno de estos meses (Instituto Nacional de Metereología, 1989-1990). Esta similitud entre la temperatura del agua y la temperatura atmosférica queda patente en los valores de ambos registros que son esencialmente coincidentes,

16.71°C en el agua y 17°C de promedio para la temperatura atmosférica (Guijarro, 1986).

Dada la escasa profundidad de las aguas no se observan diferencias térmicas en sentido vertical. Sin embargo, se puede hablar de una heterogeneidad horizontal con diferencias de 6.4°C en el muestreo del mes de Febrero y 5.8°C en el muestreo del mes de Marzo. Tales diferencias son atribuibles a desigualdades locales en la altura de la columna de agua, aunque en menor medida también pudo influir la hora en que se realizó el muestreo.

b) Conductividad

La conductividad es un parámetro que permite evaluar el contenido salino total del agua. Su evolución (Fig. 3 a) indica que a lo largo del período de estudio se incrementó la cantidad de sales disueltas, lo cual queda patente en los valores extremos obtenidos (Tabla 1), que corresponden respectivamente al primero y al último muestreo.

Los mayores aumentos del contenido salino se produjeron entre los meses de Febrero y Marzo, siendo la diferencia entre las conductividades promedio de todas las estaciones de 28.93 mS cm^{-1}, y entre Marzo y Mayo, con una diferencia de 20.56 mS cm^{-1}. Este incremento se halla relacionado con la disminución del volumen de agua de la laguna y es consecuencia del balance negativo entre precipitación y evaporación; de hecho en el último muestreo quedaba sólo un pequeña fracción de la superficie inundada inicialmente (Fig. 2). Tampoco se puede

	n	Máximo	Media	DS	Mínimo
Temperatura (°C)	16	22.50	16.71	4.86	12.30
Cond. 20 °C (mS/cm)	20	77.83	36.24	22.09	9.50
Cloruro (meq/l)	20	1046.00	432.92	295.94	123.30
Alc. total (meq/l)	20	0.96	2.48	1.12	4.60
pH	20	9.30	8.31	0.55	7.25
Calcio (meq/l)	16	83.83	34.86	19.66	17.16
Magnesio (meq/l)	16	206.80	89.22	58.20	23.20
Nitritos (μg-at/l)	16	0.068	0.014	0.025	•
Fosfatos (μg-at/l)	16	8.41	1.81	2.09	0.57
Silic. (μg-at/l)	15	57.27	41.94	6.25	34.82
Oxígeno (mg/l)	12	13.40	8.91	2.56	4.99
% sat. oxígeno	12	144.71	96.64	26.92	55.26

Tabla 1. Valores máximos, mínimos, medias y desviaciones estándar de cada uno de los parámetros analizados.
Maximum, minimum and mean values and standard deviation of the parameters discussed.

descartar el aporte aéreo de pequeñas cantidades de sales desde las salinas y la incidencia del mar en el extremo sur de la zona de estudio.

Además de esta variación temporal de la conductividad, en todos los muestreos se observó una heterogeneidad espacial este parámetro (Fig. 3a). El gradiente se establecía entre las estaciones más próximas al mar, de mayor conductividad, y las más alejadas, de conductividad menor; la diferencia fue mínima en el primer muestreo (8.6 mS cm^{-1}) y aumentó en el mes de Marzo, momento en el que se alcanzaron 26.09 mS cm^{-1}. Posteriormente, y como consecuencia de la reducción de la zona inundada, el gradiente disminuyó hasta los 16.59 mS cm^{-1} registrados en el mes de Mayo.

c) Cloruro

El ion cloruro presentó un amplio margen de variación a lo largo del período de estudio (Tabla 1). Su dinámica estuvo caracterizada por un incremento progresivo que llevó a los máximos valores obtenidos en el mes de Mayo (Fig. 3 b). Al igual que ocurría con la conductividad, los incrementos más importantes de este parámetro se observaron entre los meses de Febrero y Marzo (286.6 meq $Cl^- l^{-1}$ y 649.5 meq $Cl^- l^{-1}$ respectivamente) y entre Marzo y Mayo, con 959.33 meq $Cl^- l^{-1}$, que fue el valor registrado este último mes.

De acuerdo con la clasificación de las aguas salobres própuesta por Redeke (Remane i Schlieper, 1971), basada en la concentración del ion cloruro, las aguas del área de estudio fueron mesohalinas hasta el mes de Diciembre, polihalinas hasta el mes de Febrero, para terminar siendo hiperhalinas a partir del mes de Marzo, cuando la concentración de cloruro llegó a los 33 g $Cl^- l^{-1}$.

La distribución horizontal del ion cloruro muestra una hetrogeneidad espacial paralela a la descrita para la conductividad (Figs. 3 a y 3 b). El gradiente fue máximo (442 meq $Cl^- l^{-1}$) en el mes de Marzo. Posteriormente, a medida que la zona ocupada por el agua quedaba reducida a la parte sur de la laguna, esta heterogeneidad fue disminuyendo (Fig. 3 b).

El ion cloruro se relaciona linealmente de forma positiva con la conductividad (Fig. 4 a). La regresión de las concentraciones de cloruro sobre la conductividad ha sido altamente significativa ($P<0.0001$, test F), y explica un porcentaje muy elevado de la varianza total ($r^2 = 0.99$). Esto puede indicar que, al igual que ocurre en otros sistemas salobres (López, 1983; Martínez *et al.*, 1987), el cloruro es el anión que más contribuye a la salinidad del agua y es el factor fundamental para explicar los cambios en la conductividad. La elevada solubilidad de las sales que forma el ion cloruro (cloruro sódico, cloruro magnésico y cloruro cálcico) hace que este anión se vaya concentrando en el agua a medida que transcurre el proceso de desecación de la zona inundada, al igual que ocurre en los vecinos estanques de las salinas. Esto se traduce en un incremento de la conductividad.

La mayor concentración de cloruro en el extremo sur de la zona estudiada se debe a la influencia del mar sobre esta parte de la laguna; se trata de una influencia continuada que queda registrada en el suelo y se manifiesta en el agua cuando tiene lugar la inundación temporal de la zona.

d) Alcalinidad y pH

El pH y la alcalinidad son dos variables cuya dinámica va estrechamente ligada. Las variaciones de ambos paráme-

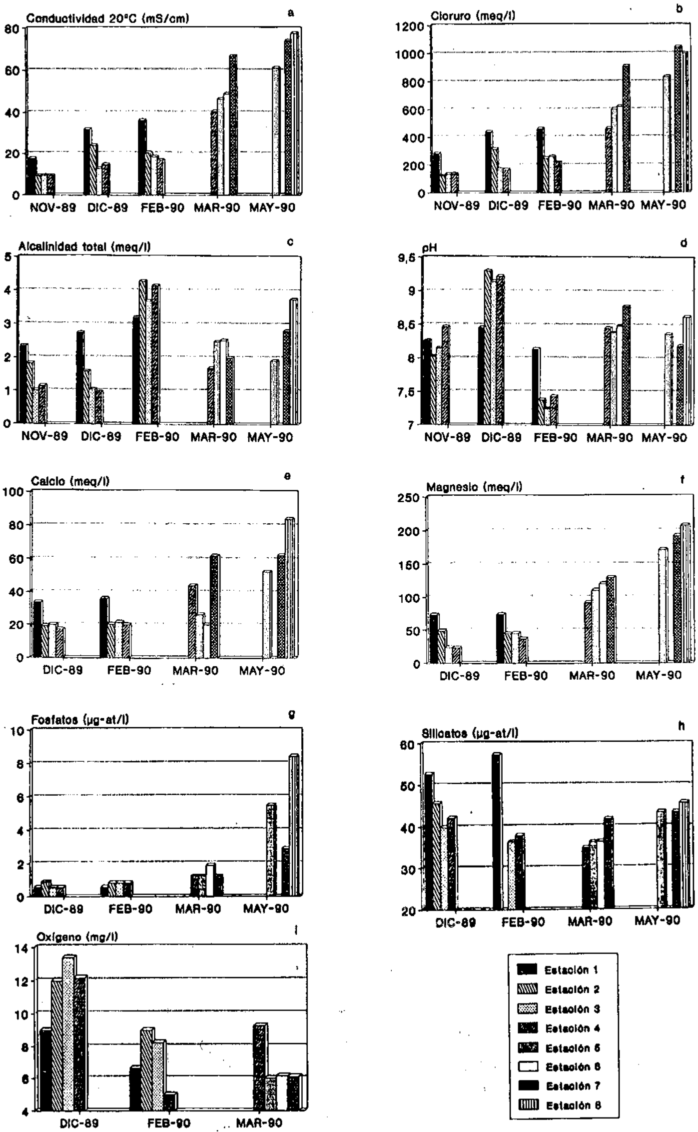


Fig. 3. Evolución temporal y espacial de los parámetros: a) conductividad ($mScm^{-1}$), b) cloruro (meq l^{-1}), c) alcalinidad (meq l^{-1}), d) pH, e) calcio (meq l^{-1}), f) magnesio (meq l^{-1}) g) fósforo reactivo soluble (SRP) (µg-at $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}), h) silicato reactivo soluble (SRSi) (µg-at Si l^{-1}) y i) oxígeno (mg O_2 l^{-1}).
Temporal and spatial evolution of a) conductivity (mS cm^{-1}), b) chloride (meq l^{-1}), c) alkalinity (meq l^{-1}), d) pH, e) calcium (meq l^{-1}), f) magnesium (meq l^{-1}), g) reactive phosphorus (SRP) (µg-at $P\text{-}PO_4^{3-}$ l^{-1}), h) reactive silicate (SRSi) (µg-at Si l^{-1}) and i) oxygen (mg O_2 l^{-1}).

tros se relacionan con factores físicos y químicos del medio, pero también con la actividad de las comunidades bióticas que colonizan los ecosistemas acuáticos.

Para explicar la evolución espacio-temporal del pH en la zona estudiada (Fig. 3 d) se debe tratar por separado la parte más cercana del mar, que comprende las estaciones 1, 7 y 8, del resto de las estaciones. En la primera el pH osciló entre unos valores extremos de 8.14 y 8.78, lo cual indica que este parámetro mantuvo una cierta constancia a lo largo de los diferentes muestreos. Por contra, en el resto del área inundada el pH se movió entre registros de 7.25 y 9.30, variación que se puede considerar como muy importante y que hace pensar en una fuerte incidencia de los factores que actúan modificando el pH del agua; a diferencia de lo que ocurría con la conductividad y el ion cloruro, los valores extremos de pH se obtuvieron en los meses de Diciembre (valores superiores a 9 en todos los puntos de muestreo) y Febrero (todos los valores fueron inferiores a 8), lo que nos permite descartar que las variaciones del pH sean debidas a la dinámica de disolución y concentración de sales, derivadas del ion cloruro, que se establece en la laguna desde el momento del llenado hasta su desecación.

La consideración de los valores de la alcalinidad total (Fig. 3 c) ha de realizarse bajo la misma perspectiva que el pH. Las estaciones más cercanas al mar mantienen unos registros próximos al valor medio de 2.80 meq l^{-1}, siendo la desviación estándar de 0.57. Unicamente los valores extremos (1.98 meq l^{-1} y 3.74 meq l^{-1}) obtenidos al final del período de estudio alteran la constancia de la reseva alcalina.

El resto de la zona estudiada presentó una gran variabilidad centrada en los tres primeros muestreos; la alcalinidad media de los meses de Noviembre y Diciembre, 1.26 meq l^{-1}, estuvo muy por debajo de los 4.18 meq l^{-1}, valor medio del mes de Febrero; la desviación estándar fue de 0.33 en los dos casos.

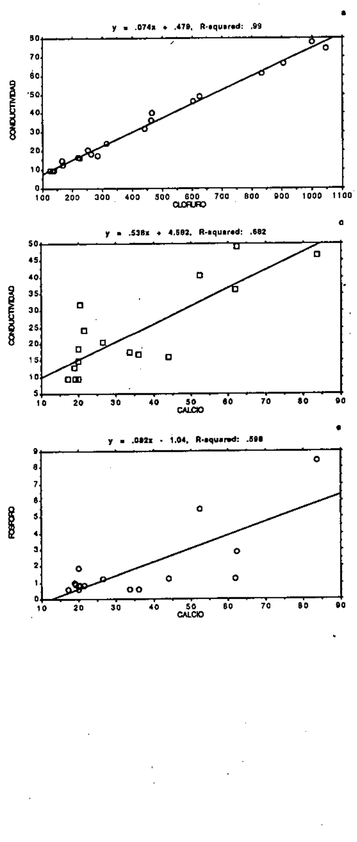
Existe una tenue, aunque estadísticamente significativa, relación lineal de signo negativo entre los valores de la alcalinidad y el pH (r^2 = 0.48, P = 0.0007; Fig. 4 d). La variación conjunta de ambos parámetros puede ir ligada a la actividad de los organismos (Wetzel, 1981). Pensamos que esto es lo que ocurre en la laguna estudiada; durante los meses de Noviembre y Diciembre se desarrollaron densas poblaciones de *Cladophora sp.* y *Enteromorpha intestinalis,* cuya actividad fotosintética propició la eliminación de CO_2 del agua con la consiguiente bajada de reserva alcalina y el incremento del pH; de hecho los valores superiores a 9 obtenidos en el mes de Diciembre son comparables a los determinados en otras lagunas costeras eutróficas (Khalil, 1990). La senescencia y descomposición de estas mismas algas durante el mes de Febrero aumentó la concentración de CO_2 en el agua, lo que llevó aparejado un aumento de la alcalinidad; bajo estas condiciones el carbonato se redisuelve y disminuye el valor del pH.

Ya se ha indicado que en las estaciones situadas en la parte sur de la laguna los cambios de pH y alcalinidad total fueron mucho menos importantes; posiblemente al tratarse de aguas muy tamponadas, la reserva alcalina fue alta desde el primer muestreo (Fig. 3 c) y la incidencia de la actividad de los organismos sobre el sistema carbónico-carbonato fue menor.

e) Cationes divalentes

Las concentraciones de los cationes calcio y magnesio (Tabla 1) se hallan dentro de los límites encontrados en otras lagunas del litoral mediterráneo (López, 1983). La variación espacio-temporal de sus concentraciones (Figs. 3e y 3f), siguió el mismo patrón que se ha descrito para la conductividad y el cloruro. De hecho, existe una relación altamente significativa entre cada uno de estos iones y la conductividad del agua (Figs. 4b y c). La proporción de la varianza explicada es menor en el caso del calcio (r^2 = 0.682) probablemente debido a que su dinámica va ligada también al sistema carbónico-carbonato, y ya se ha comentado que este sistema sigue una evolución diferente a la de la conductividad.

La concentración de magnesio es en todos los casos superior a la de calcio, situación que en general se produce en los ecosistemas salobres litorales (Deckker Williams, 1988; Martínez, 1988). Además, el valor de la relación Mg/Ca va aumentando hasta el mes de Marzo, momento en el que, con un máximo de 5.98, se supera el valor de 5.2, propio de las aguas marinas (Margalef, 1974). En el último muestreo la relación tiende otra vez a disminuir. El origen de tales diferencias hay que buscarlo en la mayor solubilidad de los compuestos de magnesio con sulfato y carbonato, frente a los de calcio. La precipitación de estos compuestos a medida que se va desecando la laguna puede ser la causa del aumento de la proporción de calcio en el último mues-



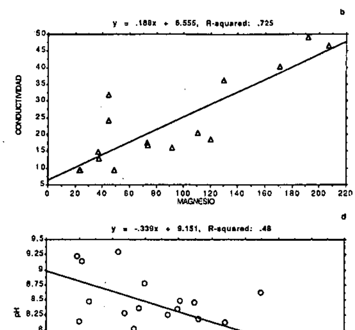


Fig. 4. Relación entre: a) cloruro y conductividad, b) magnesio y conductividad c) calcio y conductividad, d) alcalinidad total y pH, e) calcio y fósforo reactivo soluble.

Relationships between: a) chloride and conductivity, b) magnesium and conductivity, c) calcium and conductivity, d) total alkalinity and pH, e) calcium and reactive phosphorus.

treo. La solubilidad de este catión frente al cloruro es algo mayor que la del magnesio (Alonso, 1985).

f) Nutrientes

El término nutriente hace referencia a aquellos compuestos que son esenciales para los productores primarios, pudiendo resultar por tanto la ausencia de alguno de ellos un factor limitante para el desarrollo de dichos organismos. En este trabajo se han analizado dos de los elementos fundamentales para el crecimiento de los vegetales acuáticos, fósforo, en forma de ortofosfato (SRP), y silicio, en forma de silicato reactivo soluble (SRSi); este último es básico para las diatomeas. También se ha determinado el nitrógeno en forma de nitrito, especie química indicadora de contaminación orgánica e intermediario en los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Nitrito

Las concentraciones de $N\text{-}NO_2^-$ fueron muy bajas a lo largo de todo el período estudiado (Tabla 1). Estos valores parecen indicar una escasa o nula incidencia de contaminantes de origen orgánico. No obstante la presencia de una densa población de *Enteromorpha intestinalis*, especie nitrófila, nos hace suponer que la concentración de nitrato fue importante, por lo que no se puede descartar que se produzca una entrada de este compuesto desde los campos de cultivo próximos, semejante a la que encontramos en otros ecosistemas litorales de Mallorca (Martínez *et al.*, 1985).

Fosfato

Los valores de fósforo reactivo soluble muestran un amplio margen de variación (Tabla 1). La tendencia general observada en todo el conjunto de la zona estudiada es hacia un incremento de la concentración del nutriente a medida que transcurre el tiempo (Fig. 3 g).

Estas concentraciones indican que en la laguna el fósforo no es un factor limitante para el desarrollo de aquellos productores primarios que lo toman directamente del agua; mas bien puede ocurrir que las cantidades registradas en el último muestreo representen un exceso de fósforo que en estos momentos no es utilizado.

La situación descrita es similar a la encontrada en otros sitemas salobres en los que el exceso de fósforo se debe a los aportes de origen urbano, agrícola o industrial (Comín, 1984; Martínez *et al.*, 1985; Ramón *et al.*, 1986; Martínez, 1988; Khalil, 1990; Picot *et al.*, 1990). No parece que este sea el origen de las elevadas concentraciones de fósforo registradas en los dos últimos muestreos. Sin descartar que se haya producido un aporte puntual de fósforo procedente del abonado de los campos de cultivo próximos a la zona estudiada, lo que parece más probable es que el fósforo sea de origen autóctono y tenga una doble vía de entrada: una, la biomasa vegetal que se va mineralizando a medida que desaparece el agua de la laguna; la otra, el sedimento, que actúa como una trampa para el fósforo, pero que cuando las condiciones son reductoras puede liberar hacia el agua el fósforo que estaba retenido en forma de compuestos insolubles. Ambas vías están relacionadas, puesto que la mineralización incrementa el consumo de oxígeno y favorece la disminución del potencial redox.

Aunque esta hipótesis no puede ser completamente justificada, hay algunas relaciones que apuntan a que el fósforo

tiene ese doble origen. Existe una relación lineal positiva entre las concentraciones de calcio y fósforo en el agua (r^2= 0.598, P =0.0004, Fig. 4 e). Es un hecho probado que el fósforo puede ser movilizado desde el sedimento junto con los cationes calcio y magnesio (Wetzel, 1981; Margalef, 1983). Por otra parte la relación lineal entre las concentraciones de fósforo y las de oxígeno disuelto es de signo negativo pero poco significativa estadisticamente.

A diferencia de los parámetros relacionados con la salinidad del agua, el fósforo reactivo soluble no muestra ningún tipo de heterogeneidad horizontal. Esta situación parece apoyar la idea de que la dinámica del fósforo va ligada fundamentalmente a la actividad metabólica de los organismos que se desarrollan en las lagunas, los cuales actúan, directa o indirectamente, bombeando y concentrando fósforo en el agua.

Silicato

Los registros de silicato reactivo soluble (Fig. 3h) son del mismo orden de magnitud que los determinados en otros ecosistemas litorales de la isla (Martínez, 1988). Estas concentraciones se mantuvieron sin grandes variaciones a lo largo de todo el período estudiado (Tabla 1). Este hecho ha sido observado en otras lagunas litorales someras (Comín, 1984) en las que los valores de silicato reactivo permiten un importante desarrollo de comunidades planctónicas y bentónicas de diatomeas; en tales sistemas el silicato no tiene el papel de factor limitante, probablemente porque se produce un reciclado rápido después de su utilización.

g) Oxígeno

La concentración de oxígeno disuelto en una masa de agua, exenta de contaminación, depende de factores físicos y químicos como la temperatura, la presión, la salinidad, y de procesos relacionados con la actividad de los organismos, como la fotosíntesis y todas aquellas reacciones oxidativas que utilizan el oxígeno como aceptor final de electrones. En el caso de la laguna estudiada parecen ser los factores de tipo orgánico los principales responsables de los cambios que experimentan las concentraciones del oxígeno disuelto y del tanto por ciento de saturación (Tabla 1).

Los valores máximos se obtuvieron en el mes de Diciembre (Fig. 3i) coincidiendo con la importante proliferación de las macroalgas *Cladophora* sp. y *Enteromorpha intestinalis*. En estos momentos las aguas se hallaban sobresaturadas de oxígeno (122.75 % fue el valor promedio de todas las estaciones). En el muestreo del mes de Febrero se produjo un importante descenso en las concentraciones de oxígeno y en el porcentaje de saturación (87,94 % de valor promedio); estas variaciones se han de relacionar con cambios en el metabolismo de la zona inundada tal y como ha sido puesto de manifiesto al hablar de la reserva alcalina y el pH. No obstante la disminución generalizada del oxígeno y del porcentaje de saturación, en algunas estaciones las aguas se hallaban todavía sobresaturadas lo cual es indicativo de que hay una actividad fotosintética importante, probablemente asociada a las comunidades de microalgas planctónicas y epífitas.

En el muestreo siguente continuaron disminuyendo los valores del oxígeno disuelto y del porcentaje de saturación (76.33 % fue el valor promedio y en ninguno de los puntos muestreados se alcanzó la saturación). El hecho de que las mínimas concentraciones de oxígeno co-

incidan con las temperaturas más bajas, esto es, en condiciones de máxima solubilidad, es un argumento a favor de la importancia que tienen los procesos oxidativos para explicar la disminución del oxígeno disuelto.

Aunque no disponemos de análisis de oxígeno del último muestreo, la tendencia observada parece indicar que a medida que transcurre el proceso de desecación de la laguna se produce un déficit progresivo de oxígeno disuelto como consecuencia de su consumo por la biomasa vegetal acumulada durante la época de inundación. Los altos registros de fósforo reactivo soluble obtenidos en el mes de Mayo (Fig. 3g) pueden dar una idea del proceso de mineralización.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos podemos separar en dos grupos las variables analizadas, cada uno de los cuales muestra una evolución diferente mientras dura el proceso de desecación de la laguna. El primer grupo está formado por aquellos parámetros que determinan la salinidad del agua, y por por tanto también la conductividad; se trata de parámetros poco influidos por la actividad de los organismos y cuya dinámica debe asociarse primero a la solubilización de las sales desde el sedimento de la laguna, y posteriormente a un efecto de concentración progresiva como consecuencia del balance negativo entre precipitación y evaporación. Además de esta evolución temporal dichos parámetros muestran una marcada heterogeneidad espacial que queda atenuada en el último muestreo, coincidiendo con una fuerte reducción de la zona inicialmente inundada. Esta dinámica espacio-temporal reproduce a pequeña escala los cambios observados en l'Albufera d'Alcúdia (Martínez, 1988).

Al segundo grupo pertenecen aquellos parámetros ligados a la actividad de los organismos, cuyas variaciones indican que se están produciendo cambios en el metabolismo de la laguna. La dinámica de la alcalinidad, del pH, del oxígeno disuelto y del fósforo reactivo soluble, sólo pueden explicarse teniendo en cuenta su relación con el desarrollo, descomposición y mineralización de la comunidad de macroalgas. La relación inversa entre los pares de parámetros alcalinidad y pH, oxígeno y fosfato, se ajusta al modelo esperable de cambio para estos parámetros cuando se halla regulado por procesos bióticos (Wetzel, 1981; Margalef, 1983).

A pesar de la segregación evidente entre estos dos grupos de parámetros, no es correcto considerar por separado la dinámica de las diferentes variables. En todo el sistema acuático existen multitud de reacciones y equilibrios químicos que directa o indirectamente afectan a la mayoría de sustancias disueltas en el agua. En este sentido y sólo como una pequeña aproximación a este tipo de relaciones debemos considerar de forma conjunta la reserva alcalina, el pH, las concentraciones de Ca y Mg, el oxígeno disuelto y la concentración de fósforo reactivo soluble; por otra parte hay que considerar el papel esencial de la temperatura no sólo sobre la solublidad de los gases sino también sobre la velocidad de todas las reacciones químicas y la actividad metabólica de los organismos.

Este seguimiento ha puesto de manifiesto que las características esenciales de las zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y marinos, como son la salinidad intermedia y variable y la

transitoriedad (Margalef, 1983) pueden reconocerse incluso cuando la escala de trabajo es muy reducida. No obstante, la información acumulada no es suficiente para explicar determinados cambios en las características físicas y químicas del agua; para ello se habría requerido un muestreo más intensivo y también disponer de las muestras de sedimento para comprobar su incidencia sobre los cambios de la columna de agua. En este sentido el interés fundamental del trabajo ha sido la obtención de una información de base, a partir de la cual se pueden plantear nuevas investigaciones sobre una zona muy estudiada desde una perspectiva botánica y zoológica pero poco desde un punto de vista limnológico.

Agradecimientos

Queremos agradecer al Dr. A. Martínez Taberner los comentarios sobre el texto inicial del trabajo que sin duda habrán mejorado su contenido final, y al Dr. E. Descals la corrección del texto en inglés.

Bibliografía

Alonso, M. 1985. *Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros.* Tesis doctoral. Universitat de Barcelona. 795 pp. Barcelona.

Amengual, J. F. 1991. *Inventario de las zonas húmedas de Baleares.* SEFOBASA. 239 pp. Palma de Mallorca.

Arrondo, C., Bonnin, J., Rita, J. y Tebar, F. J. 1990. Cartografia vegetal del Salobrar de Campos i Es Trenc. *II Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears*: 66.

Barceló, B. y Mayol, J. 1980. *Estudio ecológico de la Albufera de Mallorca.* Departament de Ciències de la Terra. Universitat Illes Balears. 406 pp. Palma de Mallorca.

Comín, F.A. 1984. Características físicas y químicas, y fitoplancton de las lagunas costeras Encañizada, Tancada y Buda (Delta del Ebro). *Oecologia Aquatica,* 7: 79-162.

Deckker, P. y Williams, W. D. 1988. Physicochemical limnology of eleven mostly saline permanent lakes in western Victoria, Australia. *Hydrobiologia,* 162: 275-286.

Forteza, V., Martínez, A., Moyà, G. y Ramón, G. 1988. Contaminació rural i urbana en els sistemes lòtics de l'Albufera de Mallorca (Illes Balears). *II Jornades de Contaminació,* 208-213.

Gil, Ll. y Llorens, Ll. 1990. La vegetación de las dunas de Sa Rápita (Mallorca). *II Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears*: 76.

Golterman, H.L., Clymo, R.S. y Ohnstad, M. A. M. 1978. *Chemical Analysis of Fresh Water.* I.B.P. Handbook nº 8. 2nd. ed. Blakwell Scientific Publications. 214 pp. Oxford.

Guijarro, J.A. 1986. *Contribución a la climatología de Baleares.* Tesis Doctoral. Universitat Illes Balears. 282 pp. Palma de Mallorca.

Instituto Nacional de Metereología. 1989-1990. *Boletines del Centro Metereológico de Baleares.* Palma de Mallorca.

Khalil, M.T. 1990. The physical and chemical enviroment of Lake Manzala, Egypt. *Hydrobiologia,* 196: 193-199.

López, P. 1983. *Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea. Estudio del medio.* Tesis

Doctoral. Universitat de Barcelona. 289 pp. Barcelona.
Llabrés, A., Ramón, G., Salinas, J. y Sureda, J. 1989. *Es Trenc-Salobrar de Campos - Guia d'interpretació.* Universtat de les Illes Balears. Conselleria d'Obres Publiques i Ordenació del Territori. 190 pp. Palma.
Margalef, R. 1974. *Ecología.* Omega. 915 pp. Barcelona.
Margalef, R. 1983. *Limnología.* Omega. 1010 pp. Barcelona.
Martínez, A., Moyà, G. y Ramón, G. 1985. Aportación al conocimiento de las aguas de la Albufera de Alcudia (Mallorca). Intento de clasificación. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears,* 29: 87-108.
Martínez, A., Moyà, G. y Ramón, G. 1987. Caracterización limnológica previa de la Albufera de Alcudia, (Mallorca). Distribución de los macrófitos sumergidos y composición química del agua. *Limnética,* 3: 55-61.
Martínez, A., Moyà, G., Ramón, G., Forteza, V., Soberats, A. i Ponsell, C. 1986. Estany d'es Cibollar, un ejemplo de contaminación acuática en la Albufera de Alcudia. *II Jornades de Contaminació*: 208-213.
Martínez, A. 1988. *Característiques limnològiques de l'Albufera de Mallorca.* Tesis Doctoral. Universitat Illes Balears. 708 pp. Palma de Mallorca.
Mateu, G., Ramón, G., Moyà, G. García Ple, C y Ramís, C. 1981. *Estudio ecológico del Salobrar de Campos (Mallorca), Cala Tirant, Salines Velles (Menorca), Ses Salines (Ibiza) y S'Estany Pudent (Formentera). 1ª Fase.* Conselleria d'Ordenació del Territori i Medi Ambient del Consell General Interinsular de Balears. 163 pp. Palma de Mallorca.
Picot, B., Pena, G., Casellas, C., Bondon, D. y Bontoux, J. 1990. Interpretation of the seasonal variations of nutrients in a Mediterranean lagoon: etang de Thau. *Hydrobiol.*, 207: 105-114.
Quintana, X. y Comín, F. A. 1989. Introducció a l'estudi limnològic de la llacuna del Ter Vell (Baix Amporda). *Boll. Soc. Cat. Hist. Nat.*, 57 (Secc. Bot., 7): 23-34.
Ramón, G., Martínez, A. y Moyà, G. 1986. Relación entre los nutrientes y la clorofila "a" en las aguas de la Albufera de Alcudia (Mallorca). Primeros resultados. *Boll. Soc. Hist. Nat. Bal.*, 30: 51-59.
Remane, A. y Schlieper, C. 1971. *Biology of brackish water.* Wiley & Sons. 372 pp. New York.
Rodier, J. 1981. *Análisis de las aguas.* Omega. 1059 pp. Barcelona
Sechi, N. 1983. Lo stato trofico dello stagno di Pilo (Sardegna settentrionale). *Boll.Soc.SardaSci.Nat.,* 22: 189-201.
Servicio Hidráulico de Baleares 1987. *Hidrogeología de la Isla de Mallorca.* Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del Territori. Direcció General d'Obres Públiques. Govern Balear. 83 pp. Palma de Mallorca.
Wetzel, R. G. 1981. *Limnología.* Omega. 679 pp. Barcelona.